Partie 2

CHAPITRE 9

BIODIVERSITÉ ET SOLS

À mesure que les niveaux de population et de consommation augmentent, les écosystèmes naturels sont remplacés par l'agriculture, l'énergie, les mines et les habitations. Une mauvaise gestion des terres se traduit par une perte généralisée de la biodiversité des sols, compromettant les systèmes de production alimentaire dans le monde entier. Les écosystèmes s'effondrent sous l'assaut de la déforestation, de la disparition des pâturages, du drainage des zones humides et des perturbations liées à l'écoulement, entraînant une crise de la biodiversité et le taux d'extinction le plus rapide de l'histoire de la Terre.

Pourtant, nous dépendons des sols vivants et de la biodiversité qui sous-tend des écosystèmes fonctionnels et qui favorise la productivité du capital naturel terrestre. Les menaces augmentent, ce qui nécessite une réponse engagée et soutenue. Un mélange de protection, de gestion durable et, le cas échéant, de restauration est requis à l'échelle du paysage pour assurer l'avenir d'une planète vivante et diversifiée.

VISIT…

LANZAROTE Caliente.com

© John A. Kelley, Service de conservation des ressources naturelles du Département de l'Agriculture des États-Unis.



INTRODUCTION

Le terme « biodiversité » désigne la diversité totale de la vie : les écosystèmes, les espèces et la variation à l'intérieur des espèces.[1] Son importance critique est soulignée par l'existence de la Convention sur la diversité biologique (CDB) signée en 1992. Toutefois, malgré les efforts menés dans le monde en matière de conservation, la biodiversité, sur et sous les sols, régresse, menaçant les ressources terrestres de la Terre et les services qu'elle fournit à l'humanité. Cinq tendances clés sont évidentes :

- **Dégradation des sols et de leur biodiversité**, affaiblissant la production alimentaire et d'autres services écosystémiques essentiels
- **Déforestation et dégradation des forêts**, en particulier dans les régions tropicales
- **Perte de prairies naturelles** et transformation en écosystèmes enclins à l'érosion et pauvres en espèces
- **Disparition des zones humides**, à l'origine d'une crise de la biodiversité des eaux douces
- **Extinction de masse**, perte sans précédent d'espèces végétales et animales sauvages

---

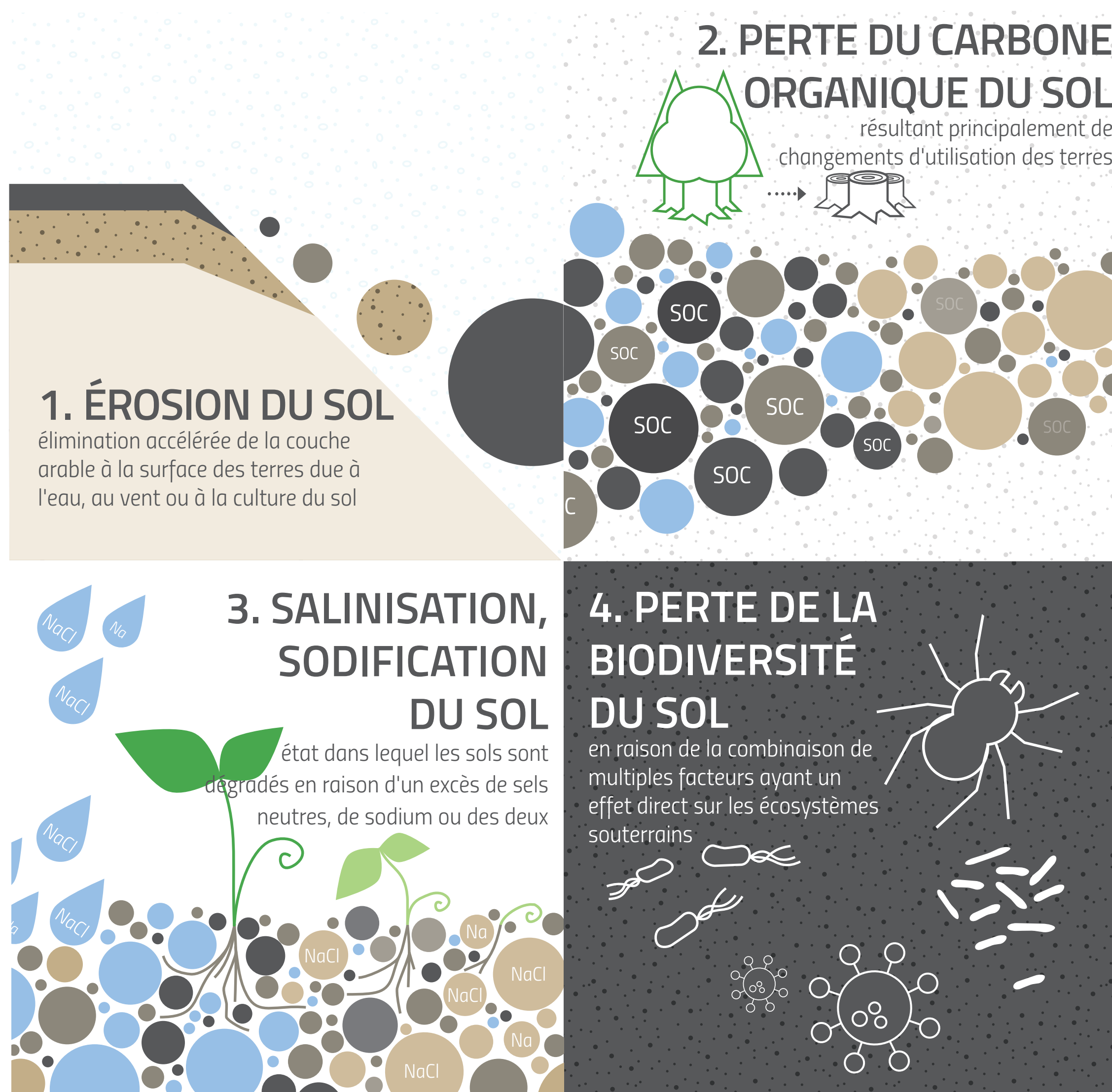
Nombre de ces tendances déconcertantes sont généralement bien connues. En effet, l'objectif 15.5 de développement durable recommande de « *prendre des mesures urgentes et significatives pour réduire la dégradation des habitats naturels, freiner la perte de biodiversité et, d'ici 2020, protéger et prévenir l'extinction des espèces menacées.* »

Les sols constituent la base de tous les écosystèmes terrestres, mais leur statut et leur biodiversité sont souvent ignorés dans les évaluations environnementales. En tant que composante essentielle des ressources terrestres, les problèmes liés aux sols font ici l'objet d'une attention toute particulière..

1. Dégradation des sols et de leur biodiversité

Un aspect de la biodiversité, souvent éclipsé par l'accent mis sur les espèces emblématiques et ostensibles, est la santé et la sécurité des écosystèmes des sols. La Charte mondiale des sols stipule que « *les sols sont fondamentaux pour la vie sur Terre, mais les pressions humaines sur les ressources terrestres atteignent des limites critiques. Une nouvelle perte de sols productifs amplifiera la volatilité des prix alimentaires et appauvrira des millions de personnes. Cette perte est évitable. Une gestion minutieuse des sols assure non seulement une agriculture durable, mais constitue également un levier précieux pour la régulation du climat et une voie pour la sauvegarde des services écosystémiques.* »[2]

Les services écosystémiques issus des sols (qui peuvent notamment contribuer à la sécurité alimentaire, à l'atténuation des changements climatiques, à la rétention de l'eau et à la biomasse) diffèrent considérablement en fonction des types de sols, certains offrant de nombreux avantages et d'autres très peu.[3] Pourtant, environ un cinquième de la population mondiale vit et travaille sur des terres agricoles dégradées,[4] et les communautés, les gouvernements et les entreprises[5] tirent actuellement la sonnette d'alarme : il est absolument nécessaire d'adopter une nouvelle approche de la gestion durable des sols. Maintenir ou, dans bien des cas, rétablir la santé des sols dans les écosystèmes perturbés nécessitera des politiques publiques ciblées.[6]

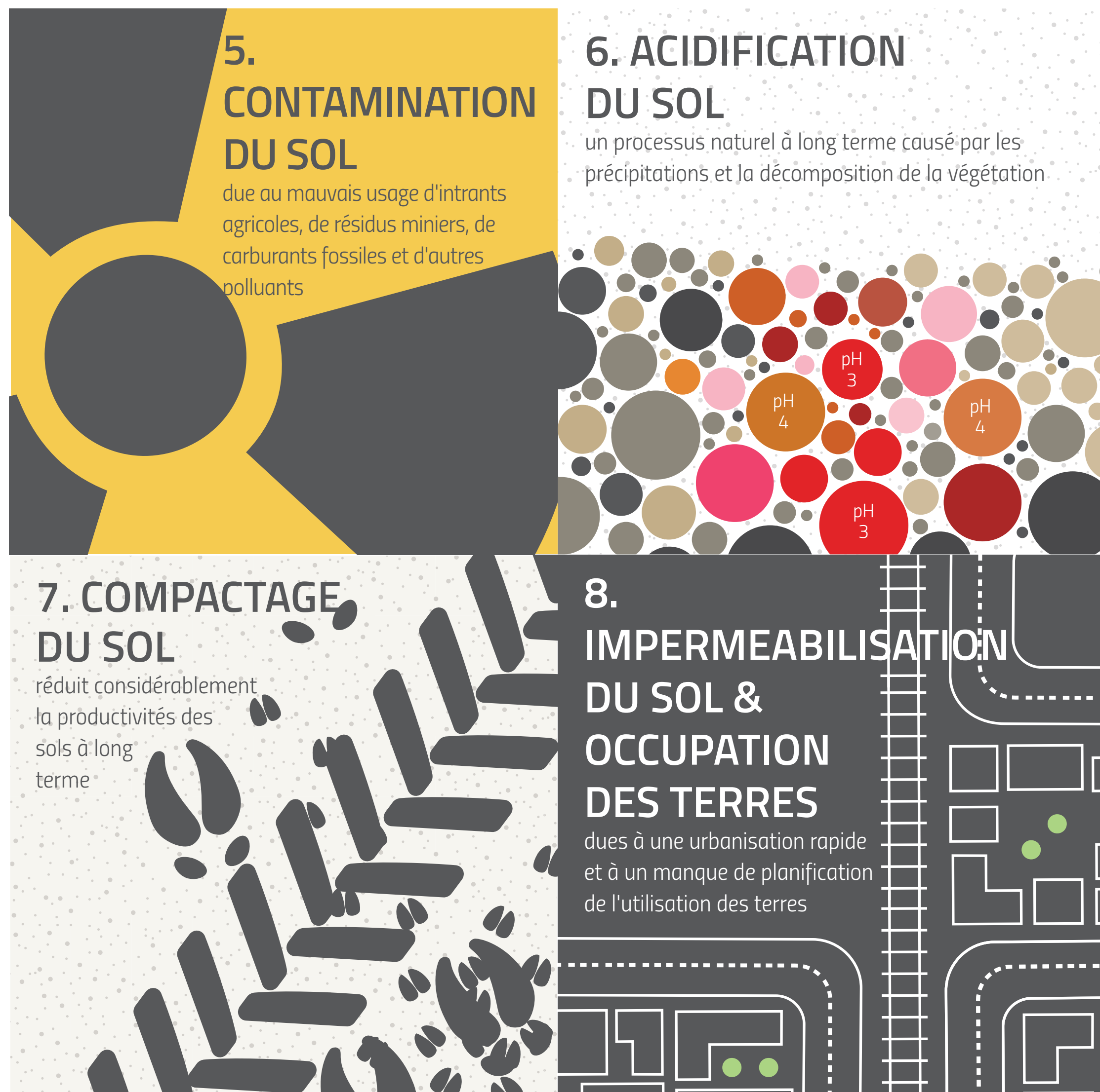


Les sols sains contribuent à assurer la sécurité alimentaire, la régulation du climat, la qualité de l'eau et de l'air, ainsi que la richesse de la biodiversité sur et sous les sols. Ils contribuent également à prévenir l'érosion, la désertification et les glissements de terrain.[7] Les termes « terre » et « sol » sont souvent utilisés de manière incorrecte comme des synonymes. La terre est la surface solide de notre planète, qui n'est pas en permanence sous l'eau, tandis que le sol est un matériau minéral ou organique non consolidé, à la surface immédiate de la Terre, servant de milieu naturel à la croissance des plantes terrestres.[8] Les modifications de l'utilisation des terres affectent les conditions des sols, entraînant généralement leur détérioration.

Le rapport de 2015 sur l'*État des ressources du sol dans le monde*[9] a identifié les principales menaces pour les sols. Au niveau mondial, l'érosion des sols, la perte de carbone organique et les déséquilibres nutritifs ont été considérés comme les menaces les plus graves. Viennent ensuite la salinisation et la sodification, la perte de biodiversité, la contamination, l'acidification et le compactage des sols, ainsi que les inondations, l'étanchéité des sols et l'occupation des terres.[10]

Érosion des sols : disparition accélérée de la couche arable à la surface du sol par l'eau, le vent ou le labour. Les taux estimés d'érosion des sols dans les terres arables ou intensivement pâturées sont 100 à 1 000 fois plus élevés que les taux d'érosion naturelle et nettement supérieurs aux taux de formation des sols.[11] Les pertes nutritives subséquentes doivent être remplacées par la fertilisation à des coûts économiques et environnementaux significatifs. Par exemple, si les prix américains des engrais chez l'exploitant sont utilisés comme référence, l'érosion mondiale des sols coûte chaque année entre 33 et 60 milliards de dollars pour l'application d'azote et entre 77 et 140 milliards de dollars pour l'application de phosphore.[12]

Il est difficile d'estimer les coûts mondiaux de l'érosion des sols, mais les scientifiques commencent à mettre en garde contre la crise qui sévit actuellement. L'étendue probable de l'érosion mondiale des sols par l'eau est de 20 à 30 Gt par an. Les taux de l'érosion éolienne sont très incertains avec environ 430 millions d'hectares de terres arides particulièrement prédisposées.[13] Les



estimations imposent une limite supérieure à la mobilisation de la poussière par érosion éolienne sur les terres arables à environ 2 Gt par an.[14] Les taux d'érosion sur les terres cultivées vallonnées dans les régions tropicales et sous-tropicales peuvent atteindre 50 à 100 tonnes par ha et par an, avec une moyenne mondiale de 10 à 20 tonnes par ha et par an. Les prairies ne sont pas nécessairement plus stables. Les prairies et les pâturages dans les zones tropicales et sous-tropicales peuvent subir une érosion à un rythme semblable à celui des terres cultivées tropicales, surtout en cas de surpâturage. Par ailleurs, l'érosion des sols par l'eau induit des flux annuels de 23 à 42 Mt d'azote et de 14,6 à 26,4 Mt de phosphore provenant des terres agricoles,[15] dont une grande partie contamine les écosystèmes d'eau douce.

Carbone organique du sol : le principal moteur de la perte de carbone organique du sol (COS) à l'échelle mondiale est la modification de l'utilisation des terres et les pratiques de gestion subséquentes, en particulier par le remplacement des forêts tropicales par des terres cultivées et, dans une moindre mesure, les pâturages et les plantations,[16] ainsi que par la conversion des prairies tropicales en terres cultivées et en plantations.[17] L'exploitation forestière sélective a moins d'impacts.[18] Cette modification de la couverture terrestre est le moteur principal qui influence la modification du COS au fil du temps, suivi de la température et des précipitations.[19] Le COS augmente lorsque les terres cultivées sont reboisées, laissées en jachère, plantées avec du fumier vert ou transformées en prairies.[20] De la même manière, des puits de COS durables sont créés grâce à la reconversion des terres cultivées en forêts ou en prairies dans les climats tempérés.[21] Les autres options de piégeage du carbone sont les cultures sans labour ou à faible labour, en ajoutant du biochar ou des vers de terre (augmentant les matériaux récalcitrants), ou l'utilisation de cultures pérennes. Le carbone organique du sol est dynamique et les pratiques de gestion peuvent transformer le sol en un puits net ou en une source de gaz à effet de serre.[22]

La déforestation est une cause majeure de la perte de carbone des sols, les impacts dans les tropiques étant deux fois plus élevés en moyenne que ceux enregistrés dans les régions tempérées.[23] Les pratiques de gestion

des terres, notamment le labour, sont le deuxième facteur majeur des pertes de COS, avec des évaluations régionales en Afrique, en Asie et dans certaines parties du Pacifique identifiant les périodes de jachère décroissante et les utilisations concurrentes d'intrants organiques (par exemple, l'utilisation de fumier animal comme combustible ou le brûlage de chaume pour contrôler les agents pathogènes du sol)[24] comme principales raisons de la réduction du COS. Le feu, en particulier les incendies de forêt, diminuent également les taux de carbone et d'azote des sols.[25] Les tourbières représentent un écosystème du sol, qui émet des quantités particulièrement importantes de carbone lorsqu'elles sont drainées.[26] Dans le monde, on estime à 250 000 km^2 les tourbières drainées sous les terres cultivées et les prairies[27] et à plus de 500 000 km^2 sous les forêts.[28]

Bilan nutritif des sols : il s'agit du gain net ou de la perte de nutriments de la zone des sols accessible par les racines des plantes. La flore et la faune des sols jouent un rôle clé dans la détermination du bilan nutritif grâce à la fixation de l'azote, à l'élévation du minerai et à d'autres procédés. Un bilan nutritif négatif indique une perte nette, et donc une diminution de la fertilité des sols, alors qu'un bilan nutritif positif indique un gain net et qu'un ou plusieurs nutriments végétaux pénètrent dans les systèmes des sols plus rapidement qu'ils n'en sortent. Les bilans nutritifs positifs suggèrent également une utilisation inefficace des ressources naturelles (énergie et ressources limitées, telles que le phosphore et le potassium), ce qui entraîne des fuites contribuant aux changements climatiques et réduisant la qualité des ressources hydriques de surface et souterraines. À l'échelle mondiale, les bilans nutritifs des sols concernant l'azote et le phosphore sont positifs sur l'ensemble des continents, à l'exception de l'Antarctique, et ils devraient rester stables ou, dans le pire des cas, subit une augmentation jusqu'à 50 % d'ici l'an 2050.[29] À l'inverse, à l'échelle régionale et locale, en particulier dans certaines parties de l'Afrique, de l'Asie et de l'Amérique du Sud, les nutriments des sols sont rares et présentent des soldes négatifs limitant la croissance végétale.[30]

Salinisation et sodification des sols : un état dans lequel les sols sont dégradés par une quantité excessive de sels neutres, de sodium ou les deux. L'excès de salinité des sols peut endommager les plantes en modifiant leur capacité à absorber l'eau et parfois par toxicité directe. Les sels s'accumuleront dans les sols par le drainage ascendant des eaux souterraines salées, des précipitations ou de l'irrigation plus rapidement qu'ils ne filtrent du système. Les causes naturelles comprennent l'altération des matériaux parents du sol, l'intrusion d'eau salée et le dépôt atmosphérique humide ou sec du sel des océans. Les causes induites par l'homme comprennent l'utilisation de l'eau d'irrigation à haute teneur en sel ou en sodium, une mauvaise gestion des sels et du sodium dans les sols et des pratiques qui permettent aux eaux souterraines de remonter près de la surface du sol, comme le drainage insuffisant des sols et le remplacement de la végétation à racines profondes par des plantes au système racinaire peu profond. Globalement, l'étendue des sols affectés par le sel est de 955 Mha alors que la salinisation secondaire affecte environ 77 Mha, dont 58 % se trouvent dans les zones irriguées.[31] On estime que 20 % des terres cultivées irriguées ont des baisses de rendement induites par le sel, entraînant une perte économique estimée à 27,3 milliards de dollars.[32]

Perte de la biodiversité du sol : plusieurs facteurs, uniques ou combinés, influent directement sur les écosystèmes de surface et ont un impact direct sur les écosystèmes de surface. La perte de la biodiversité des sols n'est pas seulement un problème de conservation mais entrave les multiples fonctions de l'écosystème, y compris les taux de décomposition, la rétention des nutriments, le développement de la structure des sols et le cycle des éléments nutritifs.[33] Ces fonctions sont nécessaires pour avoir une eau propre, contrôler les organismes nuisibles et les agents pathogènes, fertiliser les sols, assurer la production végétale et atténuer les changements climatiques. L'élimination des pertes dans la biodiversité des sols est donc une étape clé dans la restauration de sols sains.

Les organismes du sol sont très divers, regroupant des millions d'espèces et plusieurs milliards d'individus en un seul écosystème,[34] et comprenant des niveaux élevés d'endémisme.[35] Les sols abritent une grande partie de la biodiversité totale du monde.[36] Les groupes d'organismes de loin les plus abondants et les plus diversifiés sont les bactéries et les champignons, qui jouent un rôle essentiel dans la décomposition de la matière organique en reliant les agrégats du sol pour empêcher l'érosion et permettre un drainage efficace, la retenue de l'eau et l'aération. La faune du sol se compose également de protozoaires (amibes, flagellés, ciliés), nématodes (se nourrissant de racines, microbes ou nématodes), acariens, collemboles, enchytréides et vers de terre. Ensemble, ces organismes forment des réseaux trophiques qui alimentent les processus de l'écosystème du sol, comme le cycle des nutriments et la capture du carbone, et sont des composants majeurs du cycle mondial de la matière, de l'énergie et des nutriments.[37] Les réseaux trophiques du sol jouent également un rôle clé dans la préservation des services écosystémiques (qui contribuent à maintenir la productivité des cultures)[38] et la conservation de la biodiversité.[39] (Voir le tableau 9.1)

Contamination du sol : l'abus d'intrants agricoles, de résidus miniers, de combustibles fossiles et d'autres contaminants peut créer des concentrations dangereuses de métaux lourds, d'oligo-éléments, de radionucléides, de pesticides, de nutriments végétaux et d'autres polluants.[43] L'ampleur de la contamination des sols est difficile à évaluer ou à quantifier. En Europe de l'Ouest, 342 000 sites contaminés ont été identifiés[44] et les sites contaminés affectent 9,3 Mha aux États-Unis,[45] dont environ 1 400 sont des sites

Tableau 9.1 : Flore et faune des sols

Biotes du sol	Exemples	Fonctions
Faune	Vers de terre	Décomposeurs majeurs de la matière organique morte et pourrissante, se nourrissant de bactéries et de champignons , menant au recyclage des nutriments Génèrent des tonnes de moulages chaque année, améliorant la structure du sol Stimulent l'activité microbienne Mélangent et agrègent le sol Augmentent l'infiltration Ouvrent des canaux pour la croissance des racines et l'habitat d'autres organismes L'invasion des espèces de vers de terre d'Europe et d'Asie dans le nord des États-Unis (où s'étendaient les glaciers) a entraîné une perte de la litière forestière, qui menace maintenant la régénération future des forêts.[40]
	Nématodes	Broutent les microbes, contrôlant les maladies et recyclant les nutriments Aident à la dispersion des microbes Omnivores ou parasites végétaux se nourrissant de racines de plantes[41]
	Arthropodes (p. ex., collemboles, coléoptères)	Détruisent la matière organique Stimulent l'activité microbienne Améliorent l'agrégation des sols Améliorent l'infiltration d'eau Luttent contre les nuisibles
	Protozoaires	Minéralisent les nutriments s'attaquant aux bactéries, aux champignons et à la faune du sol, ce qui rend les nutriments minéraux disponibles pour les plantes et autres organismes du sol et contribuent ainsi au recyclage des éléments nutritifs Stimulent la production de racines latérales en produisant des analogues d'auxine[42]
Flore	Champignons	Recyclage des nutriments par décomposition de matière organique Transformation des éléments nutritifs dans les plantes à l'aide d'hyphes fongiques (champignons mycorhiziens) Dynamique de l'eau Suppression des maladies Améliorent l'agrégation des sols Décomposent la matière organique, créent le carbone organique du sol et améliorent la structure du sol
	Bactéries	Décomposent et consomment la matière organique du sol Font partie de l'énergie et du flux de nutriments à travers le réseau trophique du sol Décomposent et dissolvent les pesticides et les polluants Améliorent l'agrégation des sols Transforment l'azote en formes réactives et non réactives
	Actinobactéries	Dégradent les composés récalcitrants

Superfund hautement contaminés.[46] Bien que ces endroits présentent une contamination extrême, les données sur les terres touchées par des sources contaminantes diffuses, telles que le dépôt d'aérosols de métaux lourds à partir des fonderies en amont, sont moins disponibles mais représenteraient une part importante de la ressource terrestre dans de nombreux pays. En général, les excès de nutriments et de pesticides constituent un problème majeur dans de nombreuses régions agricoles.

L'acidification du sol : un processus naturel à long terme impliquant le lessivage des cations basiques du sol qui peut être accéléré par des pratiques de gestion agricole (p. ex., l'utilisation d'engrais contenant de l'ammonium ou la récolte continue de cultures fixant l'azote), les dépôts acides provenant des combustibles fossiles et le drainage minier. Les sols naturellement acides se retrouvent surtout dans les zones de sols anciens ou de climats humides. Jusqu'à 30 % des terres sans glace ont des sols acides (pH inférieur à 5,5), soit quelque 4 000 Mha,[47] et la moitié des terres potentiellement arables du monde est acide.[48] L'acidification du sol limite la disponibilité des nutriments des plantes, peut entraîner des niveaux toxiques d'aluminium et de manganèse solubles, et inhibe la fixation de l'azote par les légumineuses. S'attaquer à cette menace entraîne des coûts économiques et environnementaux associés à des applications de chaux, de gypse et d'autres matériaux basiques pour réduire les niveaux d'acidité.


© David Lebech

Compactage du sol : réduit considérablement la productivité à long terme des sols, affecte la production des récoltes, augmente le ruissellement et l'érosion de l'eau, et parfois augmente également les impacts de l'érosion éolienne.[49] Le compactage du sous-sol, causé par la circulation dense et le labour,[50] fait partie des formes les plus permanentes de dégradation des sols, qui peut durer des décennies ou des siècles.[51] Une cause principale de compactage du sol est l'augmentation du poids et de la fréquence d'utilisation des véhicules,[52] bien que le piétinement excessif par le bétail puisse également être un facteur.[53] Le compactage inhibe la croissance de micro-organismes bénéfiques vivant dans le sol,[54] réduit l'habitat des micro-invertébrés,[55] limite l'accès aux nutriments[56] et peut entraîner l'émission de méthane.[57] Le travail réduit du sol sur le long terme ou des initiatives de conservation permettraient de minimiser cette menace.[58]

Une estimation récente suggère que 50 à 70 Gt de carbone ont été relâchées des terres agricoles mondiales au cours de l'histoire humaine.

l'imperméabilisation du sol : l'urbanisation rapide et le manque d'aménagement du territoire peuvent conduire à l'imperméabilisation du sol,[59] une étanchéité plus ou moins permanente de la surface du sol avec du béton, du bitume ou d'autres surfaces imperméables. Parallèlement à la perte directe de terres agricoles, l'imperméabilisation des sols réduit la capacité des surfaces à absorber l'eau et est donc plus susceptible d'augmenter les inondations urbaines. Ces problèmes sont examinés plus en détail au chapitre 11.

Les sols utilisés dans l'agriculture (« sol domestiqué ») sont des formes grandement modifiées de leurs prédécesseurs sauvages et ont souvent perdu beaucoup de leurs propriétés d'origine, y compris une grande partie de leur teneur en carbone et d'autres nutriments. Une estimation récente suggère que 50 à 70 Gt de carbone ont été relâchés des terres agricoles mondiales au cours de l'histoire humaine.[60]

2. Déboisement et dégradation des forêts

L'objectif 15.2 de développement durable déclare « *promouvoir la mise en œuvre d'une gestion durable de tous les types de forêts, stopper la déforestation, restaurer les forêts dégradées et augmenter considérablement le boisement et le reboisement à l'échelle mondiale.* »

Les impacts au-dessous de la surface terrestre sont reflétés et influencés par une transformation rapide au-dessus du sol. Certains des changements les plus spectaculaires ont eu lieu dans les forêts. La déforestation, pratiquée depuis la préhistoire, s'est accélérée lors de l'expansion coloniale européenne[61] et elle continue aujourd'hui. Dans la plupart des régions tempérées, les forêts se développent de nouveau, après avoir atteint leur plus bas niveau historique,[62] mais cette dynamique est plus qu'estompée par des pertes enregistrées dans les tropiques.[63] De nombreuses forêts tropicales qui subissaient une déforestation il y a quelques décennies[64] ont maintenant pratiquement disparu. Bien que le taux global de déforestation diminue, la superficie des forêts tropicales a été néanmoins réduite de 5,5 millions d'hectares par an de 2010 à 2015 ;[65] d'autres types de forêts ont subi une dégradation[66] ou ont été surexploitées, transformées en des formations végétales où dominent les arbustes

Tableau 9.2 : Fronts de déforestation

Front de déforestation	Estimations des pertes en millions d'hectares d'ici 2030
Amazonie	23-48
Chocó-Darién	3
Cerrado	11
Forêt Atlantique / Gran Chaco	10
Bassin du Congo	12
Forêt côtière de l'Afrique de l'Est	12
Bornéo	21,5
Sumatra	5
Nouvelle-Guinée	7
Grand Mékong	15 -30
Australie	6
Total de 11 fronts de déforestation	**136,5-176,5**

telles que le bush ou les steppes, ou converties en plantations. Jusqu'à 70 % des forêts mondiales risquent d'être dégradées.[67]

La perte nette de forêt devrait se poursuivre pendant plusieurs décennies. Un ensemble de 11 fronts de déforestation (voir le tableau 9.2) montre les endroits où la plus grande perte permanente de forêt ou des dégradations sévères sont prévues entre 2015 et 2030 si les pratiques actuelles se poursuivent sans interventions.[68] La perte de forêt a de graves répercussions sur les terres, en particulier si les forêts poussent sur de la tourbe où la déforestation risque de libérer de grandes quantités de carbone, ou dans les zones arides où l'absence d'arbres entraîne une érosion rapide des sols.

Jusqu'à 70 % des forêts mondiales risquent d'être dégradées.

Les taux de perturbation forestière sont encore plus élevés. Entre 40 et 55 % des forêts tempérées et boréales ont été classées en 2003 comme « non perturbées par l'homme » (c'est-à-dire non perturbées depuis au moins 200 ans). Plus de 90 % d'entre elles se trouvaient en Russie et au Canada, avec des zones plus petites aux États-Unis, en Australie (où des pertes importantes ont été enregistrées depuis), dans les pays nordiques, au Japon et en Nouvelle-Zélande. Dans le reste de l'Europe, la proportion de forêts non perturbées est généralement comprise entre 0 et moins de 1 %, ce qui fait que les forêts tempérées européennes sont parmi les écosystèmes les plus fortement menacés au monde.[79]

3. Disparition des prairies naturelles

Les prairies naturelles et semi-naturelles ont été fortement impactées par les modalités de gestion de l'Homme qui ont à la fois détruit et créé des prairies, et changé radicalement leur composition et leurs modes de renouvellement. Ces impacts comprennent : des changements dans la fréquence et l'intensité des incendies ;[80] les types de pâturages et leur intensité ;[81] l'introduction de graminées exogènes ;[82] l'épandage de produits agrochimiques ;[83] l'arrivée d'espèces invasives de plantes et d'animaux ;[84] et la pollution de l'air.[85] La suppression de forêts naturelles crée souvent de nouvelles zones de prairies.[86] À l'inverse, les prairies sont détruites pour produire du soja, de l'huile de palme,[87] du coton,[88] de la pâte de bois[89] et des biocarburants.[90] Des changements dramatiques dans les prairies se produisent en Amérique latine,[91] Amérique du Nord,[92] Afrique,[93] Asie,[94] Australasie,[95] et en Europe.[96] Bien que certains de ces changements se soient produits sur des millénaires et que les écosystèmes aient donc pu s'adapter dans une certaine mesure, le rythme des changements s'accélère dans de nombreuses régions du monde.

La crise mondiale qui frappe la santé du sol est étroitement liée à la gestion des prairies naturelles et semi-naturelles du monde.

On connaît assez peu l'état écologique des prairies comparativement à celui des forêts et autres écosystèmes. On a tenté de distinguer les prairies naturelles et non naturelles,[97] et de cartographier leur répartition,[98] de définir des critères pour les prairies à haute valeur de conservation,[99] et d'identifier les prairies riches en biodiversité en Amérique latine.[100] Mais tout ceci n'a pas été traduit en évaluations globales.[101] La connaissance de l'état des prairies est incomplète à l'échelle mondiale, bien qu'elle devrait mettre en exergue de graves pertes.

En 2000, une analyse a révélé que 49 % des prairies étaient légèrement à modérément dégradées et que 5 % étaient sévèrement dégradées.[102] Les prairies tempérées sont les écosystèmes terrestres les plus altérés,[103] avec seulement 4,5 % d'entre elles se trouvant dans des zones protégées.[104] La conservation des forêts peut accroître les menaces pesant sur les prairies,[105] comme au Brésil, où le moratoire volontaire sur le soja de l'Amazone augmente la pression sur la savane du Cerrado.[106]

De nombreux écosystèmes de prairies sont altérés par l'élevage.[107] En 2000, les prairies couvraient 40 % de la surface terrestre mondiale[108], dont 18 à 23 % étaient pâturées par le bétail domestique (à l'exclusion de l'Antarctique).[109] Selon une estimation plus récente, le pâturage couvre 26 % des terres sans glace, avec 33 % de terres arables supplémentaires utilisées pour le fourrage du bétail.[110]

Encadré 9.1 : Déforestation dans les forêts sèches d'Amérique du Sud

Le Gran Chaco est la plus grande forêt sèche d'Amérique du Sud, s'étendant sur 100 millions d'hectares,[69] en Argentine, au Paraguay, en Bolivie et au Brésil,[70] avec des niveaux élevés de biodiversité.[71] De 2000 à 2012, le Chaco en Argentine, au Paraguay et en Bolivie a connu le taux de perte de forêt tropicale le plus élevé au monde,[72] atteignant 1 973 hectares ***par jour*** en août 2013.[73] De 2010 à 2012, 823 868 hectares ont été défrichés dans ces pays, dont les trois quarts au Paraguay.[74] En Argentine, 1,2 à 1,4 million d'hectares (85 % du total national) ont été défrichés en 30 ans, le taux de déforestation s'accélérant.[75] Au fur et à mesure que les contrôles ont été resserrés sur l'abattage de la Forêt Atlantique, dans d'autres parties du pays, les tensions se sont intensifiées sur le Gran Chaco, ce qui a engendré des coûts sociaux, la résistance étant parfois violemment réprimée.[76] En Bolivie, la déforestation a progressé de 16 000 ha/an dans les années 80 et de 120 000 ha/an dans les années 1990, avec 80 % de la forêt considérablement fragmentée depuis 1998 ;[77] les zones protégées ont également été affectées.[78]

Malgré ces changements, les prairies naturelles et semi-naturelles conservent des valeurs écologiques importantes. Les prairies gérées peuvent abriter des niveaux élevés de biodiversité ;[111] les pratiques de gestion influencent la biodiversité[112] mais peuvent également la soutenir en l'absence d'herbivores naturels.[113]

4. Zones humides en voie de disparition

Parallèlement à la destruction des lacs et des zones humides, les rivières sont également transformées et canalisées. Près de la moitié du flux mondial des rivières est déjà affecté par la régulation et/ou la fragmentation des flux,[125] et il y a actuellement 3 700 projets de barrages supplémentaires prévus dans le monde entier, ce qui perturbera sans aucun doute de nombreuses rivières sauvages restantes.[126] Les barrages réduisent l'écoulement de sédiments en aval, endommagent les pêches côtières et bloquent la migration des poissons. Par exemple, plusieurs espèces de poisson-chat parcourent 6 000 km depuis l'Atlantique pour se rendre dans des zones de frai dans les cours d'eau de l'Amazone,[127] mais cette migration absolument unique est menacée par des projets de barrage sur certains grands fleuves.[128] La pêche amazonienne était évaluée à 389 millions de dollars par an en 2003.[129]

Les habitats d'eau douce couvrent moins de 1 % de la surface de la Terre mais abritent au moins 100 000 espèces reconnues sur les 1,8 million qui existent.[114] Pourtant, le nombre de zones humides diminuent rapidement.[115] Malgré les efforts pour les conserver (p. ex., par la Convention de Ramsar),[116] 64 à 71 % des zones humides mondiales ont disparu depuis 1900,[117,118] entraînant avec elles leur biodiversité et leurs services écosystémiques,[119] et les pertes s'accélèrent.[120] Les causes de la perte et de la dégradation des zones humides sont multiples : le drainage ; l'assèchement dû à un détournement en amont ; la pollution et la sédimentation ; les impacts des espèces exotiques envahissantes ; la surexploitation des espèces ; les changements climatiques et les changements du régime d'écoulement.[121]

L'objectif 6.6 de développement durable vise à « *protéger et restaurer les écosystèmes liés à l'eau, y compris les montagnes, les forêts, les zones humides, les rivières, les aquifères et les lacs.* »

On observe aussi un inversement faible mais significatif de ces tendances, certains barrages étant désaffectés suite à l'envasement de leurs réservoirs, ou parce qu'ils sont devenus dangereux ou tout simplement parce qu'ils avaient fait leur temps. Une centaine de barrages ont déjà été démantelés aux États-Unis.[130] Les pressions contre le changement climatique et les intérêts en matière de conservation convergent encourageant ainsi les gouvernements à rétablir l'hydrologie et les régimes de crues naturelles.[131]



© Milo Mitchell, IFPRI

Encadré 9.2 : Perte d'espèces d'eau douce en Méditerranée orientale[122]

La Méditerranée orientale abrite 4,4 % de la population humaine mondiale mais ne contient que 1,1 % de ses ressources en eau renouvelables.[121] L'utilisation de l'eau, principalement pour l'irrigation, a conduit à l'épuisement rapide des eaux souterraines[122] tandis que la construction des barrages modifie les débits, et que la pollution agricole et domestique entraîne d'autres problèmes. De plus, le changement climatique entraîne une augmentation des températures annuelles moyennes. La réduction des débits d'eau a causé la perte totale de certaines masses d'eau (par exemple, le lac Amik en Turquie et l'oasis Azraq en Jordanie) et l'assèchement saisonnier de rivières jadis permanentes (p. ex., la rivière Qweik en Turquie et en Syrie). 19 % des espèces d'eau douce sont globalement menacées, dont 58 % sont endémiques. Six espèces, toutes des poissons, sont désormais éteintes et 18 autres (7 poissons et 11 mollusques) sont considérées comme « en danger critique d'extinction, éventuellement éteintes » par l'UICN. Le manque de données concernant de nombreux endroits peut conduire à une sous-estimation des pertes.

Encadré 9.3 : Biodiversité en Amazonie

L'Amazonie est une mosaïque de différents types de végétation et abrite le plus grand bassin hydrographique du monde. La forêt tropicale à feuilles persistantes couvre environ 80 % de la région, ainsi que des forêts inondées et à feuilles caduques, des marécages et des savanes amazoniennes menacées.[148] Près de 7 % ont été transformés en zones agricoles.[149] Le bassin versant a un régime de crues saisonnières culminant à 15 mètres, créant des étendues de forêts inondées.[150] Une fraction de la biodiversité de l'Amazonie est connue des scientifiques : seulement 2 à 10 % des insectes ont été répertoriés,[151] environ 6 000 à 8 000 espèces de poissons sont en grande partie inconnues,[152] et 2 200 nouvelles espèces végétales et animales ont été décrites depuis 1999. Les dauphins de l'Amazone (*Inia geoffrensis*) sont un indicateur clé de la santé environnementale. Concurrençant les pêcheurs de par leur consommation de poissons dans de nombreuses zones du fleuve, ils sont activement persécutés et sont également victimes de « prises accidentelles » lorsqu'ils s'enchevêtrent dans les filets de pêche.[153] D'autres menaces existent, comme la construction de barrages hydroélectriques, la pollution et la réduction des stocks de poissons. La protection des dauphins est souvent entravée par le manque de compréhension de leurs habitats et de leurs déplacements.[154]

5. Extinction massive

Au cours du demi-siècle dernier, les activités humaines ont transformé les écosystèmes plus rapidement qu'à toute autre période de l'histoire.

Au cours du demi-siècle dernier, les activités humaines ont transformé les écosystèmes plus rapidement qu'à toute autre période de l'histoire. Cela a provoqué une « extinction de masse », où même des projections pro-conservation prévoient une extinction au cours du siècle prochain cent fois plus rapide que dans des conditions naturelles,[132] bien que la vitesse et l'ampleur des extinctions futures restent difficiles à prévoir.[133] Les écologistes craignent que le changement d'utilisation des terres ait été tellement répandu que la biodiversité terrestre a été poussée au-delà des « limites planétaires », provoquant un déclin continu,[134] bien que d'autres soutiennent que les seuils de sécurité demeurent incertains.[135] Même lorsque les espèces ne sont pas éteintes, les populations ont souvent diminué de façon spectaculaire : une étude a révélé en moyenne une baisse de 38 % du nombre d'espèces depuis 1970,[136] et même jusqu'à 81 % pour les espèces vivant en eau douce.[137] La proportion d'espèces menacées d'extinction varie de 13 % pour les oiseaux à 63 % pour les cycas (un ancien groupe de plantes sporangifères), les niveaux de menace continuant d'augmenter.[138] La perte de biodiversité réduit le fonctionnement global de l'écosystème et les services écosystémiques[139] d'une manière qui n'est pas encore bien comprise,[140] mais cela risque de s'aggraver au fil du temps,[141] avec des impacts sur la productivité terrestre semblables à ceux qui résultent du changement climatique.[142]

Le déclin des espèces est reflété par (et dans une large mesure, provoqué par) un déclin plus important des écosystèmes naturels,[143] plus de 60 % d'entre eux étant déjà dégradés.[144] Même si beaucoup de pertes sont préhistoriques ou historiques,[145] les pertes et les dégradations se poursuivent et souvent s'accélèrent. Un dixième des régions sauvages restantes (3,3 millions d'hectares) a disparu au cours des vingt dernières années, en particulier en Amazonie et en Afrique centrale.[146] La CDB s'était fixé comme objectif de « réduire de manière significative » le taux de perte de biodiversité d'ici 2010, mais cela n'a pas été réalisé. Malgré les efforts de conservation mondiaux, la perte de biodiversité se poursuit ou même s'accélère.[147]



© Georgina Smith / CIAT.

RÉPONDRE À LA PERTE DE LA BIODIVERSITÉ ET DU SOL

Il existe des raisons impérieuses, à la fois pratiques et éthiques, de stopper l'extinction qui détruit actuellement la biodiversité mondiale et qui sape la santé et la productivité des terres. Si on considère la question de la gestion des terres, cela signifie à long terme assurer la survie de vastes zones d'écosystèmes naturels, subvenir aux besoins des plantes sauvages et des espèces animales dans les zones gérées, et restaurer et protéger l'écosystème du sol. Tous sont nécessaires, ce n'est pas une question de l'un ou de l'autre : de nombreux écosystèmes ont déjà été tellement dégradés que des initiatives concrètes sont nécessaires pour retrouver au moins certaines de leurs fonctions et valeurs. Trois éléments sont essentiels pour la biodiversité et la conservation des sols :

- **La protection**, grâce à des aires protégées et d'autres mécanismes formels ou informels
- **La gestion** qui favorise un fonctionnement sain de l'écosystème
- **La restauration** des écosystèmes naturels et semi-naturels après dégradation

Ces trois voies d'action doivent être intégrées dans une stratégie de gestion coordonnée à grande échelle, souvent appelée *approche paysagère*.[155]

1. Protection

Une des manières de garantir le maintien des paysages naturels est la création de zones protégées officielles ou non.

Les pressions exercées sur les ressources terrestres sont si considérables dans de nombreuses régions du monde qu'il n'est plus possible de préserver les écosystèmes naturels restants sans une politique et une réglementation agressives, sans réelle gestion et sans décisions juridiques fermes. Une tendance actuelle suggère qu'au moins 50 % de la surface terrestre mondiale devrait rester dans un état plus ou moins naturel pour assurer la continuité des services essentiels des écosystèmes et de la biodiversité qui les sous-tend.[156] En outre, cette moitié de la planète doit inclure des quantités suffisantes de tous les écosystèmes ; il ne suffit pas de conserver les déserts, les hautes montagnes et d'autres terres à faible potentiel d'exploitation.

Une des manières de garantir le maintien des paysages naturels est la création de zones protégées officielles ou non : les zones de terre et d'eau mises à disposition comme refuges pour la biodiversité et les services écosystémiques, et parfois aussi pour préserver les paysages culturels, les communautés humaines fragiles, les sites spirituels et les espaces récréatifs. Ils sont définis par la Commission mondiale des aires protégées de l'UICN (CMAP) comme : *un espace géographique clairement défini, reconnu, dédié et géré, par des moyens juridiques ou autres moyens efficaces, pour assurer la conservation à long terme de la nature avec des services écosystémiques et des valeurs culturelles connexes*.[157] Les méthodes de gestion varient considérablement selon les zones protégées. La CMAP définit 6 catégories par objectif de gestion, allant des réserves fauniques strictement protégées aux zones de paysages terrestres ou marins bénéficiant de certaines fonctions de protection.[158]

Les zones protégées peuvent être la pierre angulaire des stratégies nationales et régionales en matière de conservation. Elles constituent des refuges pour les espèces et les processus écologiques qui ne peuvent pas survivre dans des paysages et des paysages marins gérés de manière intensive, et elles offrent un espace pour l'évolution naturelle et la régénération écologique. Les hommes, d'une manière ou d'une autre, bénéficient du potentiel génétique des espèces sauvages et des services environnementaux des écosystèmes naturels, tels que les possibilités de loisirs et les sanctuaires attribués aux sociétés traditionnelles et vulnérables. Les zones protégées majeures sont aussi importantes pour l'héritage d'une nation que, par exemple, la cathédrale Notre-Dame ou le Taj Mahal.

Environ 15 % de la zone terrestre et des eaux intérieures de la planète sont désignées comme des zones protégées,[164] une superficie supérieure à celle de l'Amérique du Sud et de l'Amérique centrale. Plus de la moitié ont été reconnues comme telles depuis 1970, exemple unique des gouvernements et d'autres acteurs qui modifient sciemment les approches de gestion de la terre et de l'eau à une échelle significative. La superficie totale couverte est complétée par des zones protégées qui ne sont pas incluses dans la Liste officielle des zones protégées de l'ONU, mais établies par les communautés locales, les peuples autochtones, les particuliers, les fiducies à but non lucratif, les groupes religieux et les entreprises, dont certaines, comme les territoires indigènes en Amazonie, peuvent être très vastes. Elles sont soumises à différents types de gouvernance : gouvernance nationale, cogouvernance entre différentes parties prenantes, gouvernance privée et gouvernance par les populations autochtones et les communautés locales.

Les zones protégées sont efficaces pour conserver la biodiversité,[165] mais seulement si elles sont correctement gérées et dotées de ressources. Nombre d'entre elles sont confrontées à de graves pressions, comme leur utilisation illégale,[166] l'indifférence des pouvoirs publics[167] et les changements climatiques.[168] Dans le même temps, leurs valeurs sociales et culturelles plus larges sont de plus en plus reconnues.[169] Le rôle de certaines des approches de conservation



© Centre international pour la recherche en agroforesterie

moins formelles est considéré comme important, mais il n'est pas encore largement quantifié.[170]

Outre les endroits qui sont explicitement reconnus comme des zones protégées, de nombreuses autres régions spatialement délimitées ont plus ou moins été définitivement écartées du développement : les territoires des peuples autochtones, les prairies naturelles contrôlées par des communautés et utilisées pour le pâturage de bas niveau, les zones hydrographiques protégées urbaines, les zones côtières protégées, les zones d'entraînement militaire, les pentes abruptes inadaptées à l'agriculture ou à la foresterie, etc. Récemment, on a tenté de définir et de décrire de telles zones, avec les *autres mesures efficaces de protection de l'environnement par zone (OECM),*[171] car elles ont été officiellement reconnues par la CDB en 2010.[172]

Encadré 9.4 : Zones protégées - un concept ancien

Les zones protégées ne sont pas un concept moderne. Elles existent depuis des millénaires, bien que les premières aient généralement eu des objectifs utilitaires ou récréatifs plutôt que de protection consciente de la nature pour sa valeur intrinsèque. Citons comme exemples des communautés autochtones gardant des sites sacrés,[159] les zones « tapu » pour l'utilisation des ressources communales dans le Pacifique,[160] *hima* dans la péninsule arabique pour maintenir le pâturage et les services écosystémiques,[161] ainsi que les zones de chasse réservées aux classes dirigeantes.[162] Les zones d'habitats naturels ou semi-naturels ont été longtemps protégées par des groupes religieux particuliers, et ces sites naturels sacrés peuvent souvent avoir des valeurs de conservation élevées.[163]

2. Gestion

Les approches durables de la gestion des terres visent à préserver plusieurs valeurs, notamment la biodiversité, au sein du paysage géré. Ces approches sont axées sur une plus large gamme de services écosystémiques, comme ceux fournis par des sols sains et productifs. La gestion consciente des valeurs de la biodiversité peut également fournir un habitat pour une parties des espèces sauvages, évitant les dommages ou la pollution aux habitats naturels environnants, qui pourraient compromettre leur intégrité. À quelques exceptions notables,[173] les terres de production gérées ne soutiendront jamais la gamme complète de la biodiversité et des services écosystémiques, d'où le besoin de conservation des écosystèmes naturels. L'équilibre entre la conservation et la gestion durable (économie des terres vs. partage des terres) a été débattu par les écologistes depuis des années. Dans la pratique, les deux sont nécessaires.[174]

Une grande partie des éléments de la gestion durable des terres sont décrits dans d'autres chapitres. Du point de vue de la biodiversité et de la santé des sols, on les retrouve dans 6 grandes catégories :

Encadré 9.5 : Gestion durable des sols

La gestion des services écosystémiques des sols est une partie essentielle de la gestion des terres. La réduction de la perturbation des sols et l'augmentation des matières organiques peuvent favoriser la santé des sols, de même que l'utilisation de variétés végétales améliorées (comme des variétés à enracinement plus profond),[177] des cultures de couverture,[178] des modifications de la rotation des cultures[179] et, dans certains cas, la méthode du semis direct (sans labour).[180]

On compte diverses approches visant à réduire l'érosion des sols : des mesures d'ingénierie, telles que la construction de terrasses et de fosses,[181] l'amélioration des voies d'eau, des mesures végétatives, telles que les approches de l'agroforesterie, les bandes suivant les courbes de niveau et les cultures de couverture.[182] La technique du semis direct peut radicalement améliorer les propriétés physiques des terres arables.[183] Les mesures visant à réduire l'érosion éolienne comprennent l'utilisation d'espèces résistantes à la sécheresse, de pâturages en rotation et de brise-vent, associée aux techniques du semis direct et de la culture avec paillis de chaume.[184]

Le renversement de la dégradation des sols et l'accumulation des matières organiques des sols pourraient également contribuer à atténuer les changements climatiques en isolant le carbone atmosphérique dans le sol et, en parallèle, en améliorant la résilience des systèmes agricoles.[185] L'augmentation du carbone organique dans le sol dans les systèmes de culture entraîne en permanence une augmentation des rendements, en particulier dans les zones de précipitations faibles et variables.[186]

Pour éviter la salinisation des sols, il est conseillé d'utiliser de l'eau d'irrigation de haute qualité et de mettre en place un drainage adéquat grâce à l'utilisation de drains et/ou de fossés d'écoulement. Des applications occasionnelles de gypse peuvent également être nécessaires. La prévention du compactage du sol nécessite une gestion spécifique du site, car la restauration peut prendre de nombreuses décennies. L'agriculture de conservation ou le travail réduit du sol à long terme est considéré comme une approche efficace dans de nombreuses régions du monde entier.[187]

L'adoption de mesures de conservation des sols a souvent été lente. Bien qu'essentielles pour la santé des sols sur le long terme, ces mesures ne fournissent souvent pas d'avantages tangibles immédiats aux agriculteurs. Cela est vrai tant dans les systèmes mécanisés intensifs que dans les petites exploitations agricoles des pays en développement. Les agriculteurs ne sont donc pas directement encouragés à adopter des mesures de conservation des sols, surtout lorsqu'ils ne sont pas des propriétaires terriens, et des incitations plus fortes sont nécessaires.[188]

---

1. Éviter de défricher de nouvelles zones abritant une végétation semi-naturelle ou naturelle importante
2. Protéger l'écosystème des sols pour optimiser la productivité et limiter la dégradation
3. Maintenir les zones d'habitat naturel dans les zones aménagées, y compris les corridors écologiques et les éléments interstitiels favorisant la connectivité paysagère
4. S'assurer que toute utilisation des ressources naturelles renouvelables, comme le poisson, les produits forestiers non ligneux ou les pâturages, ne dépassent pas les niveaux d'exploitation durable
5. Réduire les impacts du développement économique sur les terres, y compris les impacts hors site, tels que la pollution et les dommages causés aux sols
6. Limiter l'empreinte mondiale de l'utilisation des terres, y compris l'utilisation de l'énergie et d'autres ressources, afin de réduire les impacts sur la biodiversité dans d'autres parties du monde

Il existe de nombreuses façons d'encourager et de soutenir de telles actions : des instruments juridiques et réglementaires aux incitations financières (notamment l'élimination des subventions perverses), aux systèmes de certification volontaire,[175] en passant par des systèmes de critères et d'indicateurs[176], de meilleurs conseils en matière de gestion ou encore des codes définissant les pratiques. Les services de vulgarisation agricole et le renforcement des capacités sont nécessaires pour aider les agriculteurs et les autres exploitants des terres à adopter et à étendre les approches de la gestion durable des terres. Ce soutien doit être cohérent et soutenu sur le long terme.

La gestion durable des terres, l'objectif principal de cet ouvrage et de la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification (CNULCD) doit aborder tous les aspects de l'utilisation des terres. Des efforts énormes ont été faits au cours des dernières décennies, impliquant différents acteurs, les exploitants des terres individuels aux militants de la société civile, en passant par les institutions mondiales de recherche et de politique :

- **Gestion durable de l'eau**,[189] ou la gestion intégrée des ressources en eau (GIRE), avec de nouvelles initiatives, telles que l'Alliance for Water Stewardship et la coordination mondiale de la Convention de Ramsar sur les zones humides et le Partenariat mondial pour l'eau [190]
- **Gestion durable des forêts**,[191] avec plusieurs processus en cours, de nombreux systèmes de certification volontaire, des codes définissant les pratiques et un leadership au sein des Nations Unies par la FAO et le Forum sur les forêts[192]

- **Pastoralisme durable**,[193] qui cherche à créer des sociétés pastorales viables avec l'initiative mondiale pour un pastoralisme durable (IMPD) jouant un rôle clé[194]
- **Agroforesterie**,[195] sous l'égide d'institutions telles que le Centre pour la recherche forestière internationale et le Centre international pour la recherche en agroforesterie[196]

L'adoption de ces initiatives et d'autres dispositions semblables dans un programme d'action mondiale cohérent est une étape cruciale pour progresser vers les objectifs de développement durable à l'horizon 2030.

3. Restauration

La restauration de l'environnement est requise lorsque l'écosystème dégradé est incapable de s'autoréparer : elle est définie comme « *la procédure d'aide à la récupération d'un écosystème dégradé, endommagé ou détruit.* »[197] L'objectif principal de la restauration est de rétablir les processus et les fonctions écologiques qui sont résilientes et adaptables au changement et qui fournissent des services écosystémiques majeurs. La restauration améliore la stabilité et l'état des sols, la qualité des eaux de surface et souterraines, ainsi que les valeurs de l'habitat et de la biodiversité. Elle améliore la stabilité du climat mondial et du microclimat et offre aux hommes des avantages culturels, récréatifs et des commodités.[198] Les approches paysagères intégrées relatives à la restauration des ressources terrestres et hydriques offrent des possibilités d'adoption plus large, en minimisant les compromis et en profitant des synergies entre la production de nourriture et de bois et l'approvisionnement en eau, la conservation de la biodiversité, la fourniture d'autres services écosystémiques et la lutte contre la pauvreté.[199]

La restauration des terres dégradées améliorera également le flux de nombreux autres services écosystémiques en conservant et en améliorant l'état du capital naturel.[200] La restauration de l'environnement peut également apporter des avantages économiques.[201] Une estimation récente montre que la restauration des écosystèmes des prairies pourrait fournir un rapport avantages-coûts jusqu'à 35:1 si la valeur monétaire du flux des services écosystémiques supplémentaires fournis est prise en compte.[202] De plus, les avantages pour l'emploi et les effets positifs de la restauration représentent un atout pour les économies nationales. Par exemple, le secteur de la restauration de l'environnement aux États-Unis génère directement environ 126 000 emplois et 9,5 milliards de dollars de dépenses annuelles, ainsi que 95 000 emplois et 15 milliards de dollars de dépenses annuelles de manière indirecte.[203]

Un grand nombre d'écosystèmes sont déjà à un stade où la survie à long terme des espèces et du fonctionnement de l'écosystème sont menacés, et où la restauration est urgente.[204] Par exemple, certaines des écorégions forestières les plus importantes au monde ont perdu au moins 85 % de leurs forêts, avec parfois même moins de 1 à 2 % qui subsistent.[205]

Lorsqu'on parle de restauration il ne s'agit généralement pas de rétablir un écosystème historique bien connu. La modification profonde des écosystèmes, combinée à une évolution mondiale rapide, entraînera vraisemblablement l'émergence d'écosystèmes nouveaux et hybrides, en particulier dans les paysages qui ont subi des degrés de dégradation plus élevés et qui sont donc moins résilients aux changements rapides.[206] En conséquence, il peut être irréaliste de tenter de restaurer les paysages jusqu'à leur état avant perturbation.[207] Par ailleurs, il peut ne pas y avoir d'écosystème de référence approprié pour guider la restauration.

La restauration devra tenir compte des trajectoires futures du climat, de l'utilisation des terres, des changements démographiques et socioéconomiques, ainsi que des modifications des aires des espèces. Par exemple, les graines provenant de la restauration devraient être tirées d'espèces adaptées aux climats futurs modélisés sur le site de restauration, combinées aux graines de provenance locale.[208] La restauration devra être plus adaptée aux multiples fonctions des paysages,[209] afin de satisfaire les exigences des écosystèmes et des paysages pour fournir différents services écosystémiques,[210] notamment un large éventail de valeurs culturelles et sociales.[211] En outre, les programmes de restauration réussis, tels que les 300 000 ha de bois d'acacia et de miombo réhabilités dans la région de Shinyanga en Tanzanie, sont guidés par l'expertise technique, certes, mais pas seulement. Leur succès est facilité par un mélange complexe de personnalités, de politiques de soutien et d'enjeux

Encadré 9.6 : Restauration majeure des forêts en Corée du Sud

Il y a trente-cinq ans, le PIB de la Corée du Sud était similaire à celui du Kenya ou de la Tanzanie. Aujourd'hui, les salaires moyens dans le pays sont à peu près les mêmes qu'en Australie. En une génération, la Corée du Sud s'est imposée parmi les nations les plus riches. L'une des raisons de ce succès a été un effort massif de restauration de l'environnement. Le pays a subi une dégradation environnementale dévastatrice pendant la Seconde Guerre mondiale et la guerre civile ultérieure, conduisant à une crise écologique profonde ; la plupart des forêts ont disparu suite aux conflits et à la consommation du bois de chauffage. Depuis lors, le gouvernement coréen a entrepris l'un des programmes de restauration forestière les plus ambitieux de l'histoire,[221] reboisant 2,8 millions d'hectares et multipliant le bois sur pied par 12,[222] de sorte que la majorité des terres est maintenant recouverte de forêts en pleine maturité. La Corée a développé un système de zones protégées qui couvre 16 000 km² et qui est très populaire auprès de la société principalement urbaine ; en 2007, 38 millions de personnes ont visité les parcs nationaux, et 99 % étaient des touristes sud-coréens.[223]

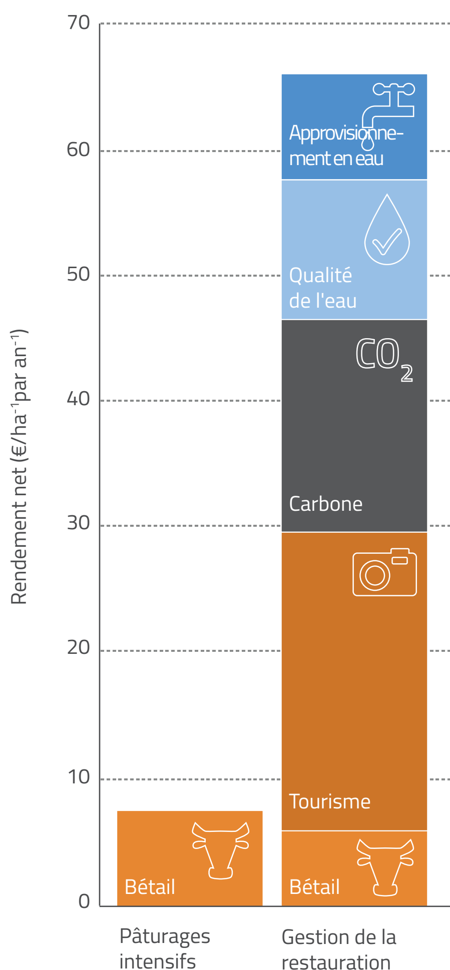
liés à la politique de genre, aux institutions et connaissances traditionnelles, et à la participation.[212] Chaque cas est unique et il n'existe aucun modèle qui garantit le succès.

Dans les systèmes de production animale sud-africains, la restauration de différentes terres de conservation a bénéficié aux revenus agricoles à long terme en augmentant le rendement en foin.[213] En outre, le rendement économique potentiel d'autres services écosystémiques dans la zone restaurée dépasse de 7:1 les rendements du pâturage intensif.[214]

Dans de nombreux paysages, on peut observer une caractéristique visible : l'abandon des terres agricoles marginales et moins productives. D'après les estimations, elles couvrent 60 % des terres arables à l'échelle mondiale[216]. Les terres agricoles marginales à faible productivité sont caractérisées par un apport inférieur en produits agrochimiques, des niveaux de mécanisation bas et une forte dépendance au travail manuel. Les facteurs d'abandon sont le vieillissement et le déclin des populations rurales, la mécanisation, l'éloignement des marchés et l'augmentation de la productivité de l'agriculture partout ailleurs. En Europe, les populations rurales ont diminué de 17 % depuis 1961, certaines régions rurales montagneuses de la zone méditerranéenne ont même connu une baisse de plus de 50 %.[217]

Une option est de permettre à ces terres abandonnées de « redevenir sauvages » en aidant de manière passive la régénération naturelle des forêts et d'autres habitats naturels, éliminant progressivement le contrôle et l'influence de l'homme.[218] L'abandon ne se limite pas aux pays plus riches : plus de 360 000 km^2 de terres abandonnées en Amérique latine et dans les Caraïbes ont naturellement été reboisées entre 2001 et 2010.[219] La régénération naturelle n'est pas sans controverse. Les paysages agricoles européens possèdent des valeurs culturelles et historiques importantes,[220] et certaines personnes s'opposent aux paysages sauvages en partie en raison de leur lien avec l'augmentation de grandes populations de carnivores. Une approche équilibrée de la planification des paysages, qui comprennent les terres régénérées dans le cadre de paysages agricoles polyvalents, fournira différents services écosystémiques et sera probablement acceptée par la société.

Figure 9.1 : Restauration des pâturages en Afrique du Sud : Adapté de [214]



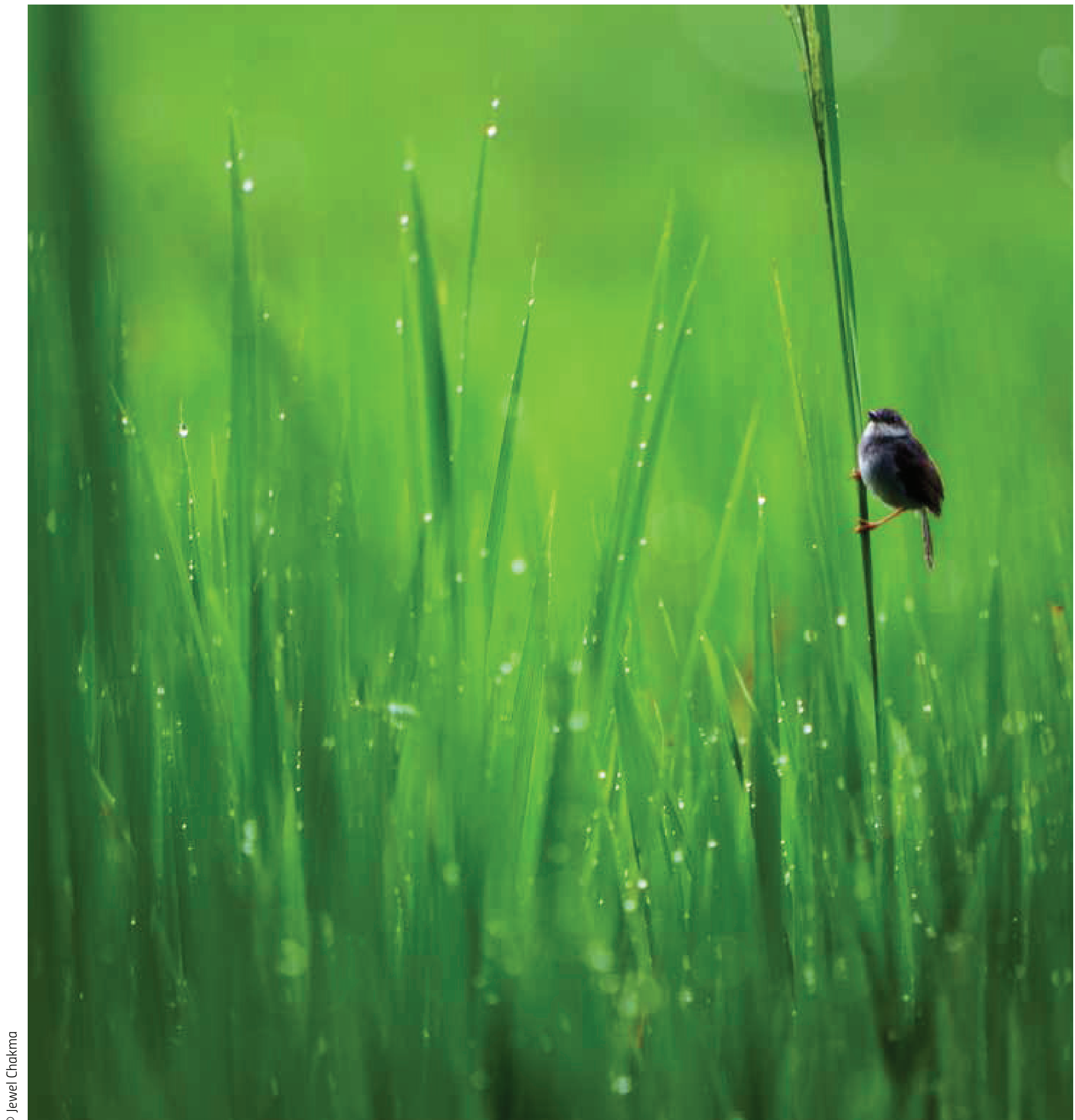
CONCLUSION : APPROCHES PAYSAGÈRES

Ces trois éléments (conservation, gestion durable et restauration) font partie intégrante d'un cadre unique de gestion cohérente, communément appelé l'approche paysagère et défini comme suit : *Un cadre conceptuel par lequel les acteurs d'un paysage visent à concilier les objectifs sociaux, économiques et environnementaux concurrents.*[224]

Pour opérer à une échelle relativement importante avec ce qui sera inévitablement un large éventail d'intérêts concurrents, l'approche paysagère implique fondamentalement la négociation de compromis entre les différentes parties prenantes. S'assurer que la conservation de la biodiversité et la protection d'un ensemble de services écosystémiques supportent des intérêts plus étroits et plus personnels nécessitent un engagement à long terme, un leadership fort et localement intégré, des politiques et des conseils clairs, ainsi que la disponibilité de financements adéquats comme des subventions, des fonds publics et des investissements privés.

Encadré 9.7 : Éléments et catalyseurs de l'approche à l'échelle du paysage[225]

1. Les acteurs intéressés se rassemblent pour dialoguer et agir dans une plate-forme multipartite.
2. Ils entreprennent un processus systématique pour échanger des informations et discuter des points de vue afin de parvenir à une compréhension commune de l'état du paysage et des défis et opportunités qui y sont liés.
3. Cela permet de créer un leadership et une planification partagés afin de développer un plan d'action systémique agréé, par toutes les parties prenantes, à long terme.
4. Les parties prenantes mettent alors en œuvre le plan avec soin pour respecter les engagements partagés.
5. Les parties prenantes entreprennent également un suivi des responsabilités et de la gestion adaptative, ce qui alimente de nouvelles phases de dialogue, d'échanges de connaissances et de propositions pour élaborer une nouvelle action partagée.
6. La réussite du projet est catalysée par une bonne gouvernance, une planification à long terme et l'accès à des financements et à des marchés adéquats et durables, tous présentés dans la troisième partie de cet ouvrage.



© Jewel Chakma

RÉFÉRENCES

1 Wilson, E.O. (ed.) 1988. Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC.

2 FAO. 2015. Revised World Soil Charter. Retrieved from http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/GSP/docs/ITPS_Pillars/annexVII_WSC.pdf, accessed May 10, 2017.

3 FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. FAO and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome.

4 Barbier, E. and Hochard, J. 2016. Does land degradation increase poverty in developing countries? PLoS ONE **11**: 12-15.

5 Davies, J. 2017. The business case for soil. Nature **543**: 309-311.

6 The World Bank. 2012. Carbon Sequestration in Agricultural Soils. Washington, DC.

7 Smith, P., Cotrufo, M.F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P.J., et al. 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. SOIL **1**: 665-685.

8 Definition of soil from glossary of the Soil Science Society of America: https://www.soils.org/publications/soils-glossary/ accessed April 12, 2017.

9 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

10 Orgiazzi, A., Bardgett, R.D., Barrios, E., Behan-Pelletier, V., Briones, M.J.I., et al (eds.). 2016. Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

11 Montgomery, D. 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences **104**: 13268-13272.

12 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

13 Ravi, S., D'Odorico, P., Breshears, D.D., Field, J.P., Goudie, A.S., et al. 2011. Aeolian processes and the biosphere. Reviews of Geophysics, **449** (3): RG 3001.

14 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

15 Ibid.

16 Don, A., Schumacher, J., and Freibauer, A. 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. Global Change Biology **17**: 1658-1670.

17 Guo, L.B. and Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta-analysis. Global Change Biology **8** (4): 345-360.

18 Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T.A., Oliveira Cruz Aragão, L.E., et al. 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. Global Environmental Change **20**: 3713-3726.

19 Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., et al. 2015. Global soil organic carbon assessment. Global Food Security **6**: 9-16.

20 Don, A., Schumacher, J., and Freibauer, A. 2011. Op. cit.

21 Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., et al. 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—Carbon response functions as a model approach. Global Change Biology **17**: 2415-2427.

22 Ibid.

23 West, P.C., Gibbs, H.K., Monfreda, C., Wagner, J., Barford, C.C., et al. 2010. Trading carbon for food: Global comparison of carbon stocks vs. crop yields on agricultural land. Proceedings of the National Academy of Sciences **107**: 19645-19648.

24 Bailey, K.L. and Lazarovits, G. 2003. Suppressing soil-borne diseases with residue management and organic amendments. Soil and Tillage Research **72** (2): 169-180.

25 Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W., and Curtis, P.S. 2011. Fire effects on temperate forest soil C and N storage. Ecological Applications **21**:1189-1201.

26 Hooijer, A., Page, S., Canadell, J.G., Silvius, M., Kwadijk, J., et al. 2010. Current and future CO_2 emissions from drained peatlands in Southeast Asia. Biogeosciences 7: 1505-1514.

27 Tubiello, F.N., Biancalani, R., Salvatore, M., Rossi, S., and Conchedda, G. 2016. A worldwide assessment of greenhouse gas emissions from drained organic soils. Sustainability **8**: 371.

28 Joosten, H. 2010. The Global Peatland CO_2 Picture. Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. Wetlands International.

29 Bouwman, L., Goldewijk, K.K., Van Der Hoek, K.W., Beusen, A.H.W., Van Vuuren, D.P., et al. 2013. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-1950 period. Proceedings of the National Academy of Sciences **110**: 20882-20887.

30 Tan, Z.X., Lal, R., and Wiebe, K. D. 2005. Global soil nutrient depletion and yield reduction. Journal of Sustainable Agriculture **26**, 123-146.

31 Metternicht, G.I. and Zinck, J.A. 2003. Remote sensing of soil salinity: Potentials and constraints. Remote Sensing of Environment **85**: 1-20.

32 Qadir, M., Quillerou, E., Nangia, V., Murtaza, G., Singh, M., et al. 2014. Economics of salt-induced land degradation and restoration. Natural Resources Forum **28**: 282-295.

33 Wagg, C., Bender, S.F., Widmer, F., and van der Heijden, M.G.A. 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. Proceedings of the National Academy of Sciences **11** (14): 5266-5270.

34 Bardgett, R.D. and van der Putten, W.H. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. Nature **515**: 505-511.

35 Orgiazzi, A., Bardgett, R.D., Barrios, E., Behan-Pelletier, V., Briones, M.J.I., et al. (eds.) 2016. Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

36 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

37 Wolters, V., Silver, W., Coleman, D.C., Lavelle, P., Van der Putten, W.H., et al. 2000. Global change effects on above- and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: Interactions and implications for ecosystem functioning. Bioscience, **50**: 1089-1098.

38 Brussaard, L., de Ruiter, P.C., and Brown, G.G. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. Agriculture, Ecosystems and Environment **121**: 233-244.

39 Hooper, D.U., Dangerfield, J.M., Brussaard, L., Wall, D.H., Wardle, D.A., et al. 2000. Interactions between above and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems, patterns, mechanisms, and feedbacks. Bioscience **50**: 1049-1061.

43 Pierzynski, G.M., Sims, J.T., and Vance, G.F. 2005. Soils and Environmental Quality, Third Edition. Taylor and Francis, Boca Raton, FL, USA.

44 Joint Research Center. 2014. Progress in the management of contaminated sites in Europe. Reference report by the Joint Research Centre of the European Commission.

45 Office of Land and Emergency Management. 2014. Protection and Restoring Land, Making a visible difference in communities, OSWER FY14 End of Year Accomplishments Report, Executive Summary.

46 United States Environmental Protection Agency. 2016. https://www.epa.gov/superfund, accessed May 10, 2017.

47 von Uexküll, H.R. and Mutert, E. 1995. Global extent, development and economic impact of acid soils. Plant and Soil **171**: 1-15.

48 Kochian, L.V., Piñeros, M.A., Liu, J., and Magalhaes, J.V. 2015. Plant adaptation to acid soils: The molecular basis for crop aluminum resistance. Annual Review of Plant Biology **66**: 571-598.

49 Hartge, K.H., and Horn, R. 2016. Essential Soil Physics. Schweizerbart Science Publ. ISBN: 978-3-510-65339-3

50 Verbist, K., Cornelis, W. M., Schiettecatte, W., Oltenfreiter, G., Van Meirvenne, M., & Gabriels, D. 2007. The influence of a compacted plow sole on saturation excess runoff. Soil and Tillage Research, **96**: 292-302.

51 Horn, R. 2011. Management effects on soil properties and functions. 447-455. In: Glinski, J., Horabik, J., and Lipiec, J. (eds.) Encyclopedia of Agrophysics. Springer Verlag, Dordrecht.

52 Riggert, R., Fleige, F., Kietz, B., Gaertig, T., and Horn, R. 2016. Stress distribution under forestry machinery and consequences for soil stability. Soil Science Society of America Journal **80** (1): 38-47.

53 Krümmelbein, J., Horn, R., and Pagliai, M. 2013. Soil degradation. Advances in Geoecology **42**. ISBN: 978-3-923381-59-3.

54 Dörner, J. and Horn, R. 2006. Anisotropy of pore functions in structured stagnicluvisols in the weichselian moraine region in Northern Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science **169**: 213-220.

55 Beylich, A., Oberholzer, H.R., Schrader, S., Höpper, H., and Wilke, B.M. 2010. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. Soil and Tillage Research **109** (2): 133-143.

56 Duttmann, R., Schwanebeck, M., Nolde, M., and Horn, R. 2014. Predicting soil compaction risks related to field traffic during silage maize harvest. Soil Science Society of America Journal **78** (2): 408-421.

57 Haas, C., Holthusen, D., Mordhorst, A., Lipiec, J., and Horn, R. 2016. Elastic and plastic soil deformation and its influence on emission of greenhouse gases. International Agrophysics **30**: 173-184.

58 Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., and Hongwen, L. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. International Journal of Agricultural and Biological Engineering **3** (1), 1-25.

59 Darwish, T., Faour, G., and Khawlie, M. 2004. Assessing soil degradation by land use-cover change in coastal Lebanon. Lebanese Science Journal **5** (N1) 45-59.

60 Amundson, R., Berhe, A.A., Hopmans, J.W., Olson, C., Sztein, A.E, et al. 2015. Soil and human security in the 21st century. Science **348** (6235): 1261071-1261071.

61 Gadgil, M. and Guha, R. 1992. This Fissured Land: An ecological history of India. Oxford University Press. New Delhi.

62 Dudley, N., Schlaepfer, R., Jackson, W., Jeanrenaud, J.P., and Stolton, S. 2006. Forest Quality: Assessing forests at a landscape scale. Earthscan, London.

63 Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. Science **333**: 988-993.

64 Lanly, J.P. 1982. Tropical forest resource, FAO Forestry Paper No. 30. FAO, Rome.

65 Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J.V., Grainger, A., et al. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. Forest Ecology and Management **352**: 9-20.

66 Sloan, S. and Sayer, J.A. 2015. Forest Resource Assessment of 2015 shows positive trends but forest loss and degradation persist in poor tropical countries. Forest Ecology and Management **352**: 134-145.

67 Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., et al. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems, Science Advances **1** (2) e1500052.

68 Taylor, R., Dudley, N., Stolton, S., and Shapiro, A. 2015. Deforestation fronts: 11 places where most forest loss is projected between 2010 and 2030. XIV World Forestry Congress, Durban South Africa, 7-11 September 2015.

69 Ceballos, G. and Garcia, A. 1995. Conserving neotropical biodiversity: The role of dry forests in western Mexico, Conservation Biology **9** (6): 1349-1353.

70 The Nature Conservancy, Fundación Vida Silvestre Argentina, Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco and Wildlife Conservation Society Bolivia. 2005. Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano / Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

71 Ibid.

72 Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, A., et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. Science **342** (6160): 850-853.

73 Information prepared by Asociación Guyra Paraguay, with support from Iniciativa Redes Chaco – AVINA, Alianza Ecosistemas and the Programa WCS-USAID "Ka'aguy Reta: Bosques y Desarrollo."

74 Monitoreo Ambiental del Chaco Sudamericano, Guyra Paraguay 2012; and Romero, S. 2012. Vast tracts of Paraguay forest being replaced by ranches, New York Times, March 24, 2012.

75 Gaspari, N.I. and Grau, H.R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007), Forest Ecology and Management **258**: 913-921.

76 Semino, S., Rulli, J., and Joensen, L. 2006. Paraguay Sojero: Soy expansion and its violent attack on local and indigenous communities in Paraguay: Repression and resistance. Grupo de Reflexión Rural, Argentina.

77 Steininger, M.K., Tucker, C.J., Ersts, P., Killeen, T.J., Villegas, Z., et al. 2002. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forests in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. Conservation Biology **15** (4): 856-866.

78 Killeen, T.J., Calderon, V., Soria, L., Quezada, B., Steininger, M.K., et al. 2007. Thirty years of land-cover change in Bolivia, Ambio **36** (7): 600-606.

79 Dudley, N. and Stolton, S. 2003. Biological Diversity, Tree Species Composition and Environmental Protection in Regional FRA-2000. Geneva Timber and Forest Discussion Paper 33, UNECE and FAO, Geneva.

80 Pyne, S. 1994. Maintaining focus: An introduction to anthropogenic fire. Chemosphere **29** (5): 889-911.

81 Milchunas, D.G., Sala, O.E., and Lauenroth, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. The American Naturalist **132** (1): 87-106.

82 Musil, C.F., Milton, S.J., and Davis, G.W. 2005. The threat of alien invasive grasses to lowland Cape floral diversity: An empirical appraisal of the effectiveness of practical control strategies. South African Journal of Science **101**: 337-344.

83 McLaughlin, A. and Mineau, P. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. Agriculture, Ecosystems and the Environment **55** (3): 201-212.

84 D'Antonio, C.M. and Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. Annual Review of Ecological Systematics **23**: 63-87.

85 Bobbink, R., Hornung, M., and Roelofs, J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology **86**: 717-738.

86 Hansen, M.C., Stehman, S.V., and Potapov, P.V. 2010. Quantification of global gross forest cover loss. Proceedings of the National Academy of Sciences **107** (19): 8650-8655.

87 Gilroy, J.J., Prescott, G.W., Cardenas, J.S., González del Pliego Castañeda, P., Sánchez, A., et al. 2015. Minimizing the biodiversity impact of Neotropical oil palm development. Global Change Biology **21** (4): 1531-1540.

88 International Trade Centre. 2011. Cotton and Climate Change: Impacts and Options to Mitigate and Adapt. Geneva.

89 Fahey, B. and Jackson, R. 1997. Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. Agricultural and Forest Meteorology **84**: 69-82.

90 Fargione, J.E., Cooper, T.R., Flaspohler, D.J., Hill, J., Lehman, C., et al. 2009. Bioenergy and wildlife: Threats and opportunities for grassland conservation. Bioscience **59**: 767-777.

91 Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Piñeiro, G., Jobbágy, E.G., Verón, S.R., et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia, **47**: 47-61.

92 Schrag, A.M. and Olimb, S. 2012. Threats assessment for the Northern Great Plains Ecoregion. WWF US, Bozeman, Montana.

93 Biggs, R., Simons, H., Bakkenes, M., Scholes, R.J., Eickhout, B., et al. 2008. Scenarios of biodiversity loss in southern Africa in the 21st century. Global Environmental Change **18**: 296-309.

94 Chuluun, T. and Ojima, D. 2002. Land use change and carbon cycle in arid and semi-arid lands of East and Central Asia. Science in China **45** (supplement): 48-54.

95 Williams, N.S.G., McDonnell, M.J., and Seagar, E.J. 2005. Factors influencing the loss of an endangered ecosystem in an urbanising landscape: A case study of native grasslands from Melbourne, Australia. Landscape and Urban Planning **7**: 35-49.

96 Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., et al. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. Journal of Environmental Management **91**: 22-46.

97 Faber-Langendoen, D. and Josse, C. 2010. World Grasslands and Biodiversity Patterns. NatureServe, Arlington, VA, USA.

98 Dixon, A.P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., and Loucks, C.J. 2014. Distribution mapping of world grassland types. Journal of Biogeography **41** (11): 2003-2019.

99 Brown, E., Dudley, N., Lindhe, A., Muhtaman, D.R., Stewart, C., et al. (eds.) 2013. Common guidance for the identification of High Conservation Values. HCV Resource Network, Oxford.

100 Bilenca, D. and Miñarro, F. 2004. Identificación de Areas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil. Fundacion Silvestre, Buenis Aires, Argentina.

101 Veldman, J.W., Overbeck, G.E., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., et al. 2015. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. BioScience **65**: 1011-1018.

102 White, R.P., Murray, S., and Rohweder, M. 2000. Grassland Ecosystems, Pilot Analysis of Global Ecosystems (PAGE). World Resources Institute, Washington, DC.

103 Henwood, W.D. 2010. Towards a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. Great Plains Research **20**: 121-134.

104 Juffe-Bignoli, D., Burgess, N.D., Bingham, H., Belle, E.M.S., de Lima, M.G., et al. 2014. Protected Planet Report 2014. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

105 Veldman, J.W., Overbeck, G.E., Negreiros, D., Mahy, G. Le Stradic, S., et al. 2015. Op. cit.

106 Gibbs, H.K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D.C., et al. 2015. The soy moratorium: Supply-chain governance is needed to avoid deforestation. Science **347** (6220): 377-378.

107 McAlpine, C.A., Fearnside, P.M., Seabrook, L., and Laurance, W.F. 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. Global Environmental Change **19**: 21-33.

108 White, R.P., Murray, S., and Rohweder, M. 2000. Op. cit.

109 Blench, R. and Sommer, F. 1999. Understanding Rangeland Biodiversity. Working Paper number 121, Overseas Development Institute, London.

110 Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., et al. 2006. Livestock's Long Shadow: Environmental issues and options. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.

111 Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R.K., and Kontula, T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. Basic and Applied Ecology **6** (1): 25-33.

112 Norton, D.A., Espie, P.R., Murray, W., and Murray, J. 2006. Influence of pastoral management on plant diversity in a depleted short tussock grassland, Mackenzie Basin. New Zealand Journal of Ecology **33** (3): 335-344.

113 Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F., and Rodríguez, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. Plant Ecology **179** (1): 83-91.

114 Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., et al. 2005. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. Biological Review **81**: 162-182.

115 Strayer, D.L. and Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. Journal of the North American Benthological Society **29**: 344-358.

116 Mauerhofer, V., Kim, R.E., and Stevens, C. 2015. When implementation works: A comparison of Ramsar Convention implementation in different continents. Environmental Science and Policy **51**: 95-105.

117 Davidson, N. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Marine and Freshwater Research **65**: 934941.

118 Gardner, R.C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C.M., Galewski, T., et al. 2015. State of the World's Wetlands and their Services to People: A compilation of recent analyses. Ramsar Convention Briefing Note **7**. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

119 Green, P.A., Vörösmarty, C.J., Harrison, I., Farrell, T., Sáenz, L, et al. 2015. Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. Global Environmental Change **34**: 108-118.

120 Dixon, M.J.R., Loh, J., Davidson, N.C., Beltrame, C., Freeman, R., et al. 2016. Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. Biological Conservation **193:** 27-35.

121 Darwall, W., Smith, K., Allen, D., Seddon, M., Mc Gregor Reid, G., et al. 2008. Freshwater biodiversity – a hidden resource under threat. In: Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C., and Stuart, S.N. (eds.) The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland.

122 Smith, K.G., Barrios, V., Darwall, W.R.T., and Numa, C. (eds.) 2014. The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in the Eastern Mediterranean. IUCN, Cambridge, UK, Malaga, Spain and Gland, Switzerland.

123 Frenken, K. (ed.). 2009. Irrigation in the Middle East region in figures. AQUASTAT Survey – 2008. FAO Water Reports number 34, Rome, Italy.

124 Voss, K.A., Famiglietti, J.S., Lo, M., Linage, C., Rodell, M, et al. 2013. Groundwater depletion in the Middle East from GRACE with implications for transboundary water management in the Tigris-Euphrates-Western Iran region. Water Resources Research **49** (2):904-914. Quoted in Smith, K.G., Barrios, V., Darwall, W.R.T., and Numa, C. (eds.) 2014. Op. cit.

125 Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A.E., MacDonald, G.K., Zarfl, C, et al. 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales**.** Environmental Research Letters **10** (1): 015001 1-15.

126 Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., and Tockner, K. 2015. A global boom in hydropower dam construction. Aquatic Sciences **77:** 161-170**.**

127 Barthem, R. and Goulding, M. 1997. The catfish connection: Ecology, migration and conservation of Amazon predators. Columbia University Press, New York.

128 Finer, M. and Jenkins, C.N. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. PLOS One **7** (4): 335126.

129 Almeida, O., Lorenzen, K., and McGrath, D. 2003. The commercial fishing sector in the regional economy of the Brazilian Amazon. The Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, February 11-14, 2003, Phnom Penh, Cambodia.

130 O'Connor, J.E., Duda, J.J., and Grant, G.E. 2015. 1000 dams down and counting. Science **348** (6234): 496-497.

131 Marris. E. 2011. Rambunctious Garden: Saving nature in a post-wild world. Bloomsbury USA, New York.

132 Ceballos, G., Ehrlich,P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., et al. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances **1**: 5.

133 Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abel, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., et al. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution and protection. Science **344** (6187): 987.

134 Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A., et al. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. Science **353** (6296): 288-291.

135 Oliver, T.H. 2016. How much biodiversity loss is too much? Science **353** (6296): 220-221.

136 WWF. 2016. Living Planet Report 2016. Risk and resilience in a new era. WWF International, Gland, Switzerland**.**

137 Collen, B., McRae, L., Deinet, S., De Palma, A., Carranza, T., et al. 2011. Predicting how populations decline to extinction. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences **366 (1577): 2577-2586.**

138 Baillie, J.E.M., Griffiths, J., Turvey, S.T., Loh J., and Collen, B. 2010. Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates. Zoological Society of London, London; and Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Boehm, M., Brooks, T.M., et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. Science **330** (6010): 1503-1509.

139 Rao, M. and Larsen, T. 2010. Ecological consequences of extinction. Lessons in Conservation: 5-53.

140 Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, M.E., Power, M.E., Berger, J., et al. 2011. Trophic downgrading of Planet Earth. Science **333**: 301-306.

141 Reich, P.B., Tilman, D., Isbell, F., Mueller, K., Hobbie, S.E., et al. 2012. Impacts of biodiversity loss escalate through time as redundancy fades. Science **336**: 589-592.

142 Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., et al. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. Nature **486** (7401): 105-108.

143 Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., and Ramankutty, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. Global Ecology and Biogeography **19** (5): 589-606**.**

144 Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

145 Crosby, A. 1986. Ecological Imperialism: The biological expansion of Europe, 900-1900. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

146 Watson, J.E.M., Shanahan, D.F., Di Moreno, M., Allan, J., Laurance, W.F., et al. 2016. Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. Current Biology **26**: 1-6.

147 Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., et al. 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. Science **328** (5982): 1164-1168.

148 de Carvalho, W. D., & Mustin, K. 2017. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. Nature Ecology & Evolution, 1, 0100.

149 Maretti, C.C., Riveros Salcedo, J.C., Hofstede, R., Oliveira, D., Charity, S., et al. 2014. State of the Amazon: Ecological Representation in Protected Areas and Indigenous Territories. WWF Living Amazon Initiative, Brasília and Quito.

150 Macedo, M. and Castello. L. 2015. State of the Amazon: Freshwater Connectivity and Ecosystem Health. WWF Living Amazon Initiative, Brasília, Brazil.

151 Hoorn, C. and Wesselingh, F. (eds.) 2011. Amazonia, Landscape and Species Evolution: A Look into the Past, John Wiley and Sons.

152Macedo, M. and Castello, L. 2015. Op. cit.

153 Iriarte, V. and Marmontel, M. 2013. River dolphin (Inia geoffrensis, Sotalia fluviatilis) mortality events attributed to artisanal fisheries in the Western Brazilian Amazon. Aquatic Mammals **39** (1): 116-124.

154 Gomez-Salazar, C., Trujillo, F., Portocarrero, M., and Whitehead, H. 2012. Population density estimates and conservation of river dolphins (Inia and Sotalia) in the Amazon and Orinoco river basins. Marine Mammal Science **28** (1): 1748-1762.

155 Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., Pfund, J. L., Sheil, D., et al. 2013. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. Proceedings of the National Academy of Sciences **110** (21), 8349-8356.

156 Locke, H. 2013. Nature needs half: A necessary and hopeful new agenda for protected areas. PARKS **19** (2): 13-21.

157 Dudley, N. 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, Gland, Switzerland.

158 Ibid.

159 Chatterjee, S., Gokhale, Y., Malhotra, K.C., and Srivastava, S. 2004. Sacred groves in India: An overview. Indira Gandhi Rashtriya Manav Sangrahalaya, Bhopal.

160 McMillen, H.L., Ticktin, T., Friedlander, A., Jupiter, S.D., Thaman, R., et al. 2014. Small islands, valuable insights: Systems of customary resource use and resilience to climate change in the Pacific. Ecology and Society **19** (4): 44.

161 Khalil Suleiman, M., Saleh, W., Hashemi, M., and Bhat, N.R. (eds.) 2013. Proceedings of an International Workshop: Towards an Implementation Strategy for the Human Integrated Management Approach Governance System. Kuwait Institute for Scientific Research, Kuwait City.

162 Schama, S. 1995. Landscape and Memory. HarperCollins, London.

163 Dudley, N., Bhagwat, S., Higgins-Zogib, L., Lassen, B., Verschuuren, B., et al. 2010. Conservation of biodiversity in sacred natural sites in Asia and Africa: A review of scientific literature. In: Verschuuren, B., Wild, R., McNeely, J., and Oviedo, G. (eds.) Sacred Natural Sites. Earthscan, London: pp. 19-32.

164 UNEP-WCMC and IUCN. 2016. Protected Planet Report 2016. UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge, UK and Gland, Switzerland.

165 Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I.D., Hockings, M., et al. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. Biological Conservation **161** (0): 230-238.

166 Dudley, N., Stolton, S., and Elliott, W. 2013. Wildlife crime poses unique challenges to protected areas. PARKS **19** (1): 7-12.

167 Mascia, M.B., Pailler, S., Krithivasan, R., Roschchanka, V., Burns, D., et al. 2014. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010. Biological Conservation **169**: 355-361.

168 Brooke, C. 2008. Conservation and adaptation to climate change. Conservation Biology **22**: 1471-1476.

169 Stolton, S. and Dudley, N. (eds.) 2010. Arguments for Protected Areas. Earthscan, London.

170 Shahabuddin, G. and Rao, M. 2010. Do community-conserved areas effectively conserve biological diversity? Global insights and the Indian context. Biological Conservation **143**: 2926-2936.

171 Jonas, H., Barbuto, V., Jonas, H.C., Kothari, A., and Nelson, F. 2014. New steps of change: Looking beyond protected areas to consider other effective area based conservation measures. PARKS **20** (2): 111-128.

172 Woodley, S., Bertzky, B., Crawhall, N., Dudley, N., Miranda Londoño, J., et al. 2012. Meeting Aichi Target 11: What does success look like for protected area systems? PARKS **18** (1): 23-36.

173 Plieninger, T., van der Horst, D., Schleyer, C., and Bieling, C. 2014. Sustaining ecosystem services in cultural landscapes. Ecology and Society **19** (2): 59.

174 Kremen, C. 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. Annual New York Academy of Sciences **1355** (1): 52-76.

175 Potts, J., Lynch, M., Wilkings, A., Huppé, G., Cunningham, M., et al. 2014.The State of Sustainability Initiatives Review 2014: Standards and the Green Economy. International Institute for Environment and Development, London.

176 MCPFE and UNECE/FAO. 2003. State of Europe's Forests 2003: The MCPFE Report on Sustainable Forest Management in Europe, Vienna and Geneva.

177 Kell, D. 2012. Large-scale sequestration of atmospheric carbon via plant roots in natural and agricultural ecosystems: Why and how. Philosophical Transactions of the Royal Society, B. **367**: 1589-1597.

178 Poeplau, C. and Don, A. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment **200**: 33-41.

179 Burney, J.A., Davis, S.J., and Lobell, D.B. 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. Proceedings of the National Academy of Sciences **107**: 12052-12057.

180 West, T.O. and Post, W.M. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation. Soil Science Society of America Journal, **66**: 1930-1940.

181 Pansak, W., Hilger, T.H., Dercon, G., Kongkaew, T., and Cadisch, G. 2008. Changes in the relationship between soil erosion and N loss pathways after establishing soil conservation systems in uplands of Northeast Thailand. Agriculture, Ecosystems and Environment **128** (3): 167-176.

182 Agus, F. and dan Widianto. 2004. Practical guidelines for upland soil conservation (Petunjuk praktis konservasi tanah lahan kering). Bogor, World Agroforestry Centre (ICRAF) Southeast Asia.

183 Alvarez, C.R., Taboada, M.A., Gutierrez Boem, F.H., Bono, A., Fernandez, P.L., et al. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. Soil Science Society of America Journal **73**: 1242-1250.

184 Fryrear, D.W. and Skidmore, E.L. 1985. Methods for controlling wind erosion. In: Follett, R.F. and Stewart, B.A. (eds). Soil Erosion and Crop Productivity. CABI.

185 Amanullah, Khan, S.U., Iqbal, A., and Fahad, S. 2016. Growth and productivity response of hybrid rice to application of animal manures, plant residues and phosphorus. Frontiers in Plant Sciences **7**: 1440.

186 Branca, G., Lipper, L., McCarthy, N., and Jolejole, M.C. 2013. Food security, climate change, and sustainable land management. A review. Agronomy for Sustainable Development **33**: 635-650.

187 Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., and Hongwen, L. 2010. Op. cit.

188 Hammad, A. and Børresen, T. 2006. Socioeconomic factors affecting farmers' perceptions of land degradation and stonewall terraces in central Palestine. Environmental Management **37**: 380-394.

189 GWP Technical Committee. 2004. Catalyzing Change: A handbook for developing integrated water resources management (IWRM) and water efficiency strategies. Global Water Partnership, Stockholm.

190 http://www.gwp.org/ accessed May 10, 2017.

191 Von Gadow, K., Pukkala, T., and Tomé, M. (eds.) 2000. Sustainable Forest Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.

192 https://www.un.org/esa/forests/wp-content/uploads/2016/12/UNSPF_AdvUnedited.pdf accessed May 10, 2017.

193 Dong, S., Wen, L., Liu, S., Zhang, X., Lassoie, J.P., et al. 2011. Vulnerability of worldwide pastoralism to global changes and interdisciplinary strategies for sustainable pastoralism. Ecology and Society **16** (2): 10.

194 https://www.iucn.org/theme/ecosystem-management/our-work/global-drylands-initiative/iucns-work-drylands/world-initiative

195 Nair, P.K.R. 1985. Classification of agroforestry systems. Agroforestry Systems **3**: 97-128.

196 http://www.worldagroforestry.org/ accessed May 10, 2017.

197 Society for Ecological Restoration. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tuscon.

198 Alexander, S., Aronson, J., Whaley, O., and Lamb, D. 2016. The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. Ecology and Society **21** (1): 34.

199 Estrada-Carmona, N., Hart, A.K., DeClerck, F.A.J., Harvey, C.A., and Milder, J.C. 2014. Integrated landscape management for agriculture, rural livelihoods, and ecosystem conservation: An assessment of experience from Latin America and the Caribbean. Landscape and Urban Planning **129**: 1-11.

200 Barral, M.P., Rey Benayas, J.M., Meli, P., and Maceira, N.O. 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment **202**: 223-231.

201 Blignaut, J., Aronson, J., and de Wit, M. 2014. The economics of restoration: Looking back and leaping forward. Annals of the New York Academy of Sciences **1322**: 35-47.



© Мартин Тасев

202 de Groot, R.S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., et al. 2013. Benefits of investing in ecosystem restoration. Conservation Biology **27**: 1286-1293.

203 BenDor, T., Lester, T.W., Livengood, A., Davis, A., and Yonavjak, L. 2015. Estimating the size and impact of the ecological restoration economy. PLoS ONE **10**: e0128339.

204 Aronson, J. and Alexander, S. 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. Restoration Ecology. **21** (3): 293-296.

205 Dudley, N. and Mansourian, S. 2003. Forest Landscape Restoration and WWF's Conservation Priorities. WWF International, Gland, Switzerland.

206 Hobbs, R.J., Higgs, E., and Harris, J.A. 2009. Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration. Trends in Ecology and Evolution **24**: 599-605.

207 Seabrook, L., McAlpine, C.A., and Bowen, M.E. 2011. Restore, repair or reinvent: Options for sustainable landscapes in a changing climate. Landscape and Urban Planning **100**: 407-410.

208 Breed, M.F., Stead, M.G., Ottewell, K.M., Gardner, M.G., and Lowe, A.J. 2013. Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment. Conservation Genetics **14**: 1-10.

209 Shackelford, N., Hobbs, R.J., Burgar, J.M., Erickson, T.E., Fontaine, J.B., et al. 2013. Primed for change: Developing ecological restoration for the 21st century. Restoration Ecology **21**:297-304.

210 Bullock, J.M., Pywell, R.F., and Walker, K.J. 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. Journal of Applied Ecology **44**: 6-12.

211 Petursdottir, T., Aradottir, A.L., and Benediktsson, K. 2013. An evaluation of the short-term progress of restoration combining ecological assessment and public perception. Restoration Ecology **21**: 75-85.

212 Barrow, E. 2014. 300,000 hectares restored in Shinyanga, Tanzania – but what did it really take to achieve this restoration? SAPIENS **7** (2).

213 Bullock, J.M., Pywell, R.F., and Walker, K.J. 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. Journal of Applied Ecology **44**: 6-12.

214 Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F., and Rey-Benayas, J.M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. Trends in Ecology and Evolution **26**: 541-549.

215 Ibid.

216 Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C., and Lindborg, R. 2014. Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. Frontiers in Ecology and the Environment **12**: 288-296.

217 Navarro, L.M. and Pereira, H.M. 2012. Rewilding abandoned landscapes in Europe. Ecosystems **15**: 900-912.

218 Corlett, R.T. 2016. Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world. Trends in Ecology and Evolution **31**: 453-462.

219 Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., et al. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). Biotropica **45**: 262-271.

220 Linnell, J.D.C., Kaczensky, P., Wotschikowsky, U., Lescureux, N., and Boitani, L. 2015. Framing the relationship between people and nature in the context of European conservation. Conservation Biology **29**: 978-985.

221 Eckholm, E. 1979. Planting for the future: Forestry for human needs. Worldwatch Paper 26. Worldwatch Institute, Washington, DC.

222 Convention on Biological Diversity, Korea Forest Service and Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (Germany). Undated. Lessons learned from the Republic of Korea's National Reforestation Programme. Seoul, Berlin and Montreal.

223 Korea National Parks System and IUCN. 2009. Korea's Protected Areas: Evaluating the Effectiveness of South Korea's protected areas system. Seoul and Gland, Switzerland.

224 Chatterton, P., Ledecq, T., and Dudley, N. (eds.) 2016. WWF Landscape Elements: Steps to achieving integrated landscape management. WWF, Vienna.

225 Drawing on Denier, L., Scherr, S.J., Shames, S., Chatterton, P., Hovani, L., et al. 2015. The Little Sustainable Landscapes Book. Global Canopy Programme, Oxford.